



Luckhuggning med friställning av asp och sälg

– påverkan på epifytiska lavar

Gap cutting with retention of aspen and goat willow – impact on epiphytic lichens

Maria Michold

Examensarbete • 30 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för vilt, fisk och miljö
Jägmästarprogrammet
Examensarbete/Master's thesis, 2020:4
Umeå 2020



Luckhuggning med friställning av asp och sälg - påverkan på epifytiska lavar

Gap cutting with retention of aspen and goat willow- impact on epiphytic lichens

Maria Michold

Handledare: Jörgen Sjögren, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö

Bitr. handledare: Jörgen Olsson, Pelagia Nature & Environment AB

Examinator: Magnus Magnusson, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö

Omfattning: 30 hp

Nivå och fördjupning: Avancerad nivå, A2E

Kurstitel: Masterarbete i skogsvetenskap

Kurskod: EX0969

Program/utbildning: Jägmästarprogrammet

Kursansvarig inst.: Institutionen för vilt, fisk och miljö

Utgivningsort: Umeå

Utgivningsår: 2020

Omslagsbild: Maria Michold 2019

Serietitel: Examensarbete/Master's thesis

Delnummer i serien: 2020:4

Nyckelord: luckhuggning, epifyt, *Populus tremula*, *Salix caprea*, ljus

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för skogsvetenskap

Institutionen för vilt, fisk och miljö

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Mer information om publicering och arkivering går att hitta här: <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

Sammanfattning

I norra Sverige har effektivt skogsbruk och minskad brandfrekvens under det senaste århundradet medfört att äldre skog med gamla lövträd är sällsynt förekommande. I denna del av landet har framförallt asp och sälg stor betydelse för den biologiska mångfalden. De är bland annat viktiga för diversiteten av epifytiska lavar och det finns därför ett behov av att skydda dessa träd.

Syftet med den här studien var att utvärdera restaureringsmetoden luckhuggning med friställning av asp och sälg med avseende på utvecklingen av naturvårdsintressanta epifytiska lavar. Luckhuggningar utfördes 2011 på fyra lokaler belägna i Västerbottens och Västernorrlands län. Fyra andra lokaler lämnades orörda som kontroller. Samma år registrerades förekomsten av utvalda lavar på de friställda träden och på aspar och sälgar i kontrollerna. Lunglav specialstuderades genom uppskattning av täckningsgraden utifrån fotografier som togs i fält. Efter åtta år utfördes en återinventering. Jag undersökte om frekvensen (antalet provytor per träd med förekomst) av de studerade lavarna samt täckningen av lunglav hade påverkats av huggningen.

Resultaten visade att luckhuggningen hade varit gynnsam för frekvensen av lunglav och bårdlav medan frekvensen av skinnlav, knopplavar och stuplav inte hade påverkats. Täckningen av lunglav hade ökat i kontrollerna men inte i luckorna, vilket kan tolkas som att tillväxten hämmats i luckorna. Dock var förändringen av täckningen inte konsekvent i de olika lokalerna med luckhuggningar.

Luckhuggningen skulle kunna vara en metod att rekommendera om målet är att ta ut virke ur skogar med höga naturvärden utan att orsaka minskning i frekvens hos de studerade lavarna. Effekter för andra organismer bör också tas i beaktande vid utvärdering av luckhuggningen. Studien indikerar att frekvens och tillväxt av de studerade lavarna kan påverkas på olika sätt av luckhuggning, vilket ger insikt om att det är viktigt att mäta fler faktorer än frekvens för att kunna påvisa vilken påverkan luckhuggning har på de studerade lavarna. En större studie är därför nödvändig för att öka kunskapen i ämnet.

Nyckelord: luckhuggning, epifyt, *Populus tremula*, *Salix caprea*, ljus

Abstract

Old-growth forests with a high proportion of large-diameter deciduous trees are rare today in the northern part of Sweden due to forestry and a reduction in fire frequency during the latest century. In this region, aspen and goat willow are of high importance for biodiversity. They are, for instance, important for the diversity of epiphytic lichens, which raises a need for protection.

The aim of this study was to evaluate the restoration method gap cutting with retention of aspen and goat willow regarding the development of epiphytic lichens of high interest for nature conservation. In 2011, gap cuttings were performed at four sites within the counties of Västerbotten and Västernorrland. Four other sites were left undisturbed as reference areas. The occurrence of selected lichens on the retained trees and on aspens and goat willows in the reference areas was recorded the same year as the cutting. *Lobaria pulmonaria* was studied specifically through estimation of its percentage cover using detailed photographs from the field. A re-inventory was performed eight years later. I investigated if the frequency (the number of sample plots per tree with occurrence) of the studied lichens and the percentage cover of *L. pulmonaria* had been affected by the cutting.

The results showed that gap cutting had been favorable for the frequency of *L. pulmonaria* and *Nephroma parile* while it had not affected the frequency of *Leptogium saturninum*, *Mycobilimbia carneoalbida* and *M. tetramera*, and *N. bellum*. The percentage cover of *L. pulmonaria* increased in the reference areas but not in the gap cuttings, which can be interpreted as a suppression of the growth in the gaps. However, the change in percentage cover was inconsistent for the areas with gap cuttings.

The gap cutting could be a recommended method if the objective is to extract timber from forests with high conservation value without causing any reduction in frequency of the studied lichens. Effects on other organisms should also be taken into consideration when evaluating the gap cutting. However, the study indicates that gap cutting can affect the frequency and the percentage cover of the studied lichens differently. This further indicates that more factors must be taken into account to better demonstrate the impact of gap cutting. Hence, there is a need for a more comprehensive study to bring further understanding in this field.

Keywords: gap cutting, epiphyte, *Populus tremula*, *Salix caprea*, light

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	9
2. Material och metod.....	13
2.1. Studieområde	14
2.2. Restaureringsåtgärden luckhuggning.....	15
2.3. Inventering 2011	18
2.4. Inventering 2019.....	19
2.5. Bedömning av täckningsgraden för lunglav	20
2.6. Statistisk analys.....	20
2.6.1. Analys av krontäckningen.....	21
2.6.2. Analys av artfrekvensen	21
2.6.3. Analys av täckningsgraden för lunglav	22
3. Resultat.....	23
3.1. Inventeringsresultat	23
3.2. Resultat av statistisk analys	26
3.2.1. Krontäckning	26
3.2.2. Artfrekvens.....	26
3.2.3. Täckning av lunglav	27
3.2.4. Korrelation mellan lunglav och krontäckning	28
3.3. Lavar analyserade utan statistisk metod	29
4. Diskussion.....	30
4.1. Respons hos lavarna.....	30
4.2. Ljusförhållanden	33
4.3. Motivering av analysmetoder.....	33
4.4. Slutsats	34
Referenser.....	35
Tack	38

.

1. Inledning

Skogslandskapet i norra Sverige har under det senaste århundradet genomgått en strukturförändring på grund av människans brukande. Från att skogen i årtusenden påverkats främst av naturliga störningar som brand, vind och insektsangrepp är det nu trakthyggesbruk som formar majoriteten av landskapet. Det har lett till en fragmentering av livsviktiga habitat för många arter som därför är hotade idag (Esseen m.fl. 1997). Ett habitat som blir allt mer sällsynt är äldre skogar med stort inslag av asp och sälg. Grova aspar och sälgar är viktiga för den biologiska mångfalden i den boreala skogen eftersom de är habitat för många hotade arter (Berg 1994; Nitare 2019). Asp och sälg har bland annat beskrivits som de två viktigaste trädarterna för diversitet av epifytiska lavar i boreal skog (Kuusinen 1996).

Anledningarna är många till att asp och sälg, och arter knutna till dem, har minskat. Lövträd har länge varit oönskade i skogsbruket eftersom de konkurrerar med de ekonomiskt mer lönsamma barrträden. Lövträd bekämpades från början av 1950-talet med fenoxysyror, även kända som hormoslyr, tills ett generellt förbud mot spridning av kemiska medel över skogsmark infördes 1984 (Enander 2002). Skog som växte upp under den perioden har därför få äldre lövträd. Asp är dessutom värddräd för en rostvamp, *Melampsora pinitorqua*, som orsakar knäckesjuka på tall och har därför bekämpats hårt i tallföryngringar (Witzell 2017). Idag satsar skogsbruket huvudsakligen på att odla barrträd. Markägare anslutna till certifieringen FSC (Forest Stewardship Council) ska dock lämna så mycket lövträd i föryngringarna att 5 % av den avverkningsmogna skogen består av löv (FSC 2010). Inom ramen för certifieringen ska dessutom sälg lämnas som naturvärdesträd vid slutavverkning och grova aspar lämnas om de inte finns rikligt. Björk är ofta ingen svårighet att föryngra men asp och sälg hör till älgens favoritföda och blir därför ytterst sällan trädformiga idag om de inte hägnas in (Bergquist m.fl. 2011). Den stora älgstammen är en följd av trakthyggesbruket som ständigt skapar nytt foder för älgen, i kombination med rådande viltförvaltning (Edenius m.fl. 2002). Innan trakthyggesbruket var det inte lika svårt för asp och sälg att bli trädformiga.

Många äldre barrskogar med asp och sälg som förekommer i norra Sverige idag är uppkomna efter brand (Hellberg m.fl. 2003; Lankia m.fl. 2012; Linder m.fl. 1997). Asp och sälg är pionjärträdslag som gynnas av hög ljusstillgång och störd

mark för sin etablering. När brand är frånvarande riskerar gran att konkurrera ut asp och sälg (Nilsson 2005) och den minskade brandfrekvensen är därmed en bidragande orsak till arternas tillbakagång. I norra Sverige har brandfrekvensen minskat drastiskt sedan slutet av 1800-talet på grund av människan (Niklasson & Granström, 2000). En effektiv brandbekämpning och ett väl utbyggt vägnät gör att naturliga bränder sällan sprider sig. I dag brinner årligen ca. 0,005 % av landskapet i norra Sverige. Det kan jämföras med tidigare då ca. 1 % av arealen brann varje år (Niklasson & Granström, 2000).

Många äldre skogar med asp och sälg skyddas idag från skogsbruk på grund av sina naturvärden med någon form av formellt skydd. Trots skyddet så kan det finnas problem att bevara en del av naturvärdena i dessa biotoper om inte restaureringsåtgärder utförs (Linder m.fl. 1997). Som tidigare nämnts riskerar gran att konkurrera ut asp och sälg om brand inte längre förekommer (Nilsson 2005). Naturvårdsbränning skulle kunna ge asp och sälg en konkurrensfördel men skulle samtidigt riskera att bränna sönder träden och hotade epifytiska lavar. Eftersom levande exemplar av hotade lavar inte alltid finns inom spridningsavstånd i dagens landskap (Nitare 2019) kan det vara svårt för dessa arter att återkolonisera asp och sälg efter en naturvårdsbränning. Ytterligare nackdelar med naturvårdsbränningar är att de tar tid att planera och stora resurser i anspråk (Nilsson 2005). Antalet dagar per år med rätt förutsättningar för bränning kan vissa år vara få och alla skogsområden ligger inte lämpligt i landskapet.

En tidigare obeprovd restaureringsåtgärd för att gynna asp och sälg i skyddade områden är luckhuggning där lövträden lämnas kvar i luckan. Vid luckhuggning riskeras inte att lavfloran försvinner på samma sätt som vid en naturvårdsbränning. Åtgärden är också en alternativ avverkningsform, vilket det idag finns ett ökat intresse för när många olika värden från skogen behöver tillgodoses samtidigt (Näringsdepartementet 2018). Vid en luckhuggning kan virke tas tillvara samtidigt som många sociala och ekologiska värden i skogen bibehålls. Veden kan också lämnas kvar som en naturvårdsåtgärd. Luckor har historiskt varit en naturlig del i skogslandskapet, skapade av bland annat storm, brand, snö, svamp- och insektsangrepp (Esseen m. fl 1997; Kuuluvainen & Aakala 2011). Det finns många arter som har utvecklats för att leva i dessa öppnare skogsmiljöer och som därför skulle kunna gynnas av luckhuggning.

Det finns få studier av hur luckhuggning påverkar andra artgrupper än träd. Jalonen och Vanha-Majamaa (2001) visade en minskning av täckningen mossor och kärlväxter ett år efter luckhuggning medan artrikedomen fortfarande var densamma. Återhämningsförmågan i bottenkiktet tio år efter huggning varierade mellan artgrupper (Vanha-Majamaa m.fl. 2017), örter hade högre återhämningsförmåga än mossor, levermossor och risväxter. På samma studielokal visade Koivula och Niemelä (2003) året efter luckhuggning att abundansen av jordlöpare associerade till öppna habitat hade ökat. En annan studie visar att

ljusgynnade spindlar kunde kolonisera luckor två år efter huggning samtidigt som en del av de spindlar som fanns innan huggningen levde kvar och andra försvann (Matveinen-Huju & Koivula 2008). Siira- Pietikäinen m.fl. (2003) observerade tre år efter luckhuggning förändringar i sammansättningen av jordlevande skalbaggar samtidigt som antalet arter och jämnhetsvärdet (evenness) var oförändrat. Luckhuggning med kvarlämnande av död ved har visats ha en positiv effekt på abundansen av kambiokonsumerande skalbaggar samma år som luckhuggningen (Hjältén m.fl. 2017). Ackemo (2018) visade att hänglav i områden som huggits i schackruteformat utvecklade sig minst lika bra som i referensområdet som inte avverkats.

Hur lavar påverkas av luckhuggning är hittills föga studerat men vägledning kan tas från hur de påverkas av de miljöfaktorer som förändras vid en luckhuggning. En sådan faktor är ljusstillgång, mörka skogar kan begränsa möjligheten till lavars fotosyntes (Gaio- Oliveira m.fl. 2004). Om lavar å andra sidan utsätts för alltför mycket ljus kan fotosyntesen hämmas genom så kallad fotoinhibering (Green m. fl. 1993). Luftfuktigheten spelar också roll för hur lavar trivs. Lavar saknar förmåga att själva reglera upptag och utsläpp av vatten (Green & Lange 1994) och torkar därför lätt ut om fuktighetsförhållandena är suboptimala. Kombinationen av ljus och fukt är också viktig, Gauslaa m.fl. (2012) visade att torka i samband med hög solexponering kan ge större skador på lavar än vad enbart torka gör. Ytterligare en faktor som skulle kunna påverka lavar i en luckhuggning är vinden, vars hastighet ökar på öppna platser.

En del skogsskötselåtgärders påverkan på epifytiska lavar på asp och sälg i boreal skog har studerats tidigare. Aspar kvarlämnade som naturvårdsträd på hyggen har varit positiva för överlevnad och vitalitet av lunglav (Gustafsson m.fl. 2013), positiva för abundansen av skinnlav och gelélavar men negativa för abundansen av knopplav och gröngul knopplav jämfört med förhållanden i sluten skog (Hedenås & Hedström 2007). Lundström m.fl. (2013) visade att aspar på 10-16 år gamla hyggen hade större artrikedom av epifytiska lavar än i sluten skog, de fungerade både som livbåtar för lavar knutna till gammal skog samtidigt som de utgjorde habitat för mer ljusföredragande arter. För att naturvårdsträd ska fungera som livbåtar för epifytiska lavar krävs givetvis att de inte blåser omkull. Hedenås och Ericson (2003) undersökte om selektiv gallring på 50 % av beståndsvolymen med kvarlämnande av asp hade någon effekt på epifytiska lavar. Efter fyra år hade en signifikant tillväxtminskning av stiftgelélav, knopplav och gröngul knopplav skett men inte av skinnlav och liten aspgelélav.

Av tidigare studier att döma finns det begränsad kunskap om i vilken grad asp och sälg ska vara friställda för att skyddsvärda epifytiska lavar ska gynnas optimalt. Antalet långtidsstudier inom området är litet och i min vetenskap har frågan aldrig förut studerats i luckhuggningar. Det är av stort intresse för naturvården att veta hur epifytiska lavar reagerar på luckhuggning i ett längre perspektiv.

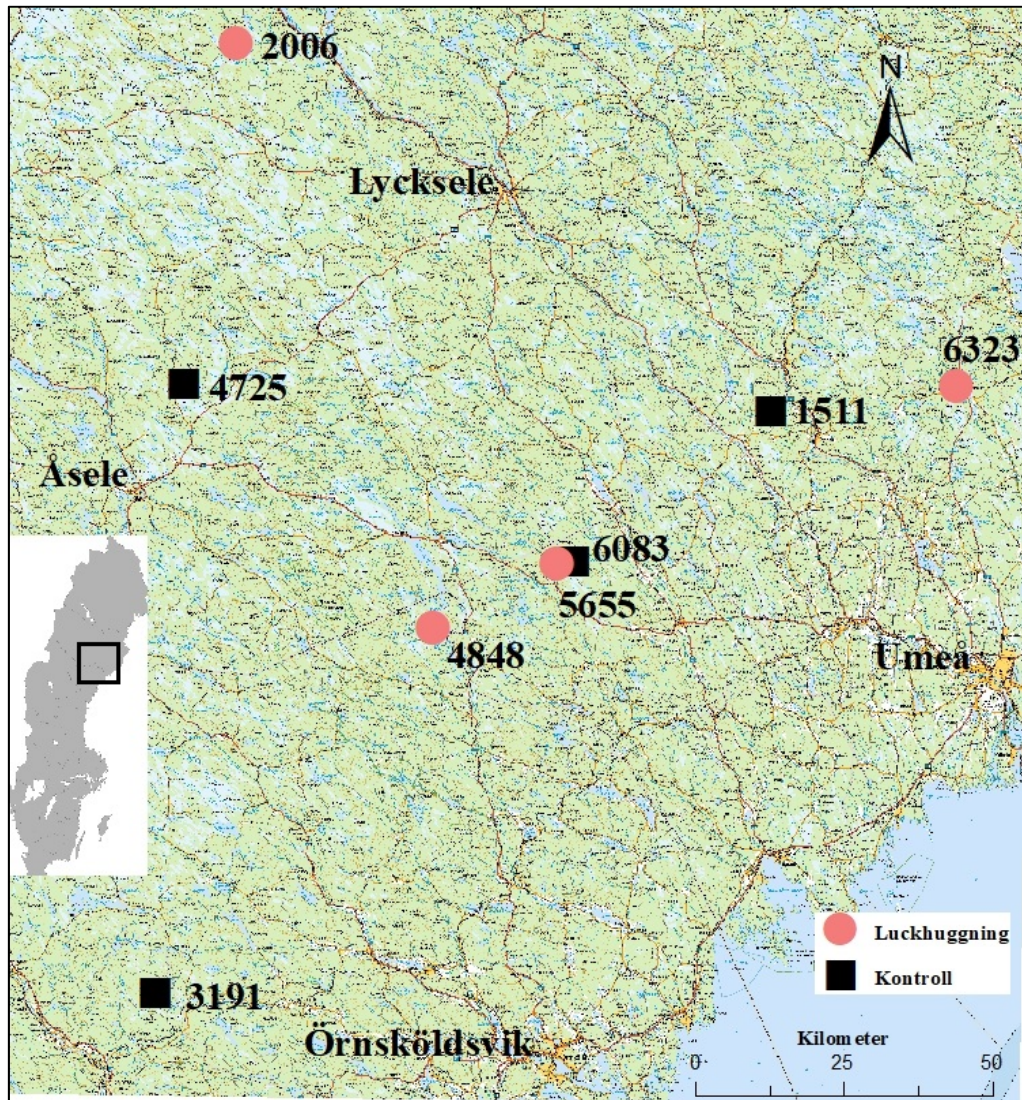
Syftet med den här studien var att utvärdera restaureringsmetoden luckhuggning med friställning av asp och sälg med avseende på utvecklingen av naturvårdsintressanta epifytiska lavar åtta år efter luckhuggning. Följande frågeställningar användes:

- Förändras frekvensen av de studerade lavarna på grund av luckhuggning?
- Hur har ljusstillgången i luckor utvecklats åtta år efter luckhuggning?

Därutöver specialstuderade jag utvecklingen av lunglav eftersom den är intressant på många sätt. Lunglav är med sitt karaktäristiska utseende troligen den mest välbekanta signalarten för höga naturvärden. Arten klassificeras idag som nära hotad i den svenska rödlistan över hotade arter (Gärdenfors m.fl. 2015). Jämfört med många andra rödlistade lavar är den relativt vanligt förekommande. Det gör det möjligt att, inom rimlig tid, hitta tillräckliga mängder av den för en statistisk analys. Utöver de redan nämnda frågeställningarna undersökte jag lunglav även med följande frågeställningar:

- Förändras tillväxten av lunglav på grund av luckhuggning?
- Finns det någon korrelation mellan ljusstillgång och tillväxt av lunglav?

2. Material och metod



Figur 1. Karta över studieområdet i Västerbottens och Västernorrlands län. Översiktskartan, raster © Lantmäteriet.

2.1. Studieområde

Åtta skogsbestånd med höga naturvärden som aldrig kalhuggits utgör tillsammans studieområde. Bestånden är en del av ett större forskningsprojekt som startades av forskare vid SLU år 2011 (Hjältén m.fl. 2017) och var vid projektets början frivilliga avsättningar på Holmens mark, men idag är en del av dem naturreservat. Lokalerna ligger alla i Västerbottens och Västernorrlands län och i just den här studien ingår fyra lokaler med luckhuggningar och fyra kontroller (Figur 1) av projektets totalt 30 lokaler. Trädslagssammansättningen i de skogar som valdes till studielokaler domineras av gran (*Picea abies*) och tall (*Pinus sylvestris*), men med inslag av glasbjörk (*Betula pubescens*), vårtbjörk (*B. pendula*), asp (*Populus tremula*) och sälg (*Salix caprea*). Marken är frisk och vegetationen domineras av lågörter med blåbär (*Vaccinium myrtillus*) i fältskiktet (Arnborg, 1990). Skogarna valdes med målet att få ett så homogent studieområde som möjligt med avseende på geografi, ålder, trädslag och volym (Tabell 1). Vid projektets början, 2011, varierade medelåldern på de utvalda bestånden mellan 85 och 169 år. Den stående volymen (innan luckhuggning) varierade mellan 197 och 283 m³sk/ha och storleken på bestånden mellan 3,6 och 15,7 hektar. På hälften av de utvalda bestånden utfördes luckhuggningar (Figur 2) och den andra hälften lämnades orörd som kontroller (Figur 3).

Tabell 1. Egenskaper för skogsbestånden. Åldern och volymen är värden från år 2011 innan luckhuggningarna utfördes.

Lokal	Behandling	Storlek (ha)	Ålder (år)	Volym (m ³ sk/ha)
2006	Lucka	15,7	132	207
4848	Lucka	12,7	93	217
5655	Lucka	8,4	133	252
6323	Lucka	3,6	118	246
1511	Kontroll	12,6	116	283
6083	Kontroll	3,9	128	218
4725	Kontroll	21,0	169	224
3191	Kontroll	11,4	85	197

2.2. Restaureringsåtgärden luckhuggning

Luckhuggningarna utfördes på vårvintern 2011 före snösmältningen. Luckorna placerades med en jämn spridning om sex luckor per hektar och centrerades runt ett till tre träd som lämnades kvar. Om det fanns tillgång till äldre grov sälg eller asp lämnades de, i annat fall lämnades äldre, grov björk eller tall istället. En skördare stod i mitten av den framtida luckan och fällde träd i en cirkel runt sig så långt den nådde. Det resulterade i cirkulära luckor med en diameter på ca. 20 meter. I hälften av luckorna lämnades de fällda träden kvar för att tillföra död ved till beståndet. Fältexperimentet var ett samarbete mellan SLU och Holmen Skog där Holmen undvarade en del av sina frivilliga avsättningar till forskningsprojektet med villkor att åtgärden skulle vara kostnadsneutral, det vill säga att så mycket virke togs ut att luckhuggningen betalade sig själv. Luckorna täcker ungefär 19 % av skogsbeståndens areal.



Figur 2. Fotografier som visar hur två av luckorna såg ut åtta år efter att de skapades. a) Lucka på lokal 2006. b) Lucka på lokal 4848. Foto: Maria Michold 2019.



Figur 3. Fotografier från två av de skogar som utgjorde kontroller. a) Kontroll på lokal 1511. b) Kontroll på lokal 3191. Foto: Maria Michold 2019.

2.3. Inventering 2011

År 2011 utfördes en första inventering¹ på de åtta lokalerna. På alla aspar och sälgar i luckorna inventerades förekomst av lavar enligt en fördefinierad lista av arter. De flesta träd som inventerades stod i mitten av luckan men några stod längre ut mot kanten av luckan. I kontrollbestånden inventerades lavar på alla gamla, grova aspar och sälgar som påträffades, det vill säga träd motsvarande de i luckhuggningarna. Träd med mycket barkskador och svampangrepp uteslöts. Eftersom både tätheten av såväl asp som sälg, samt storleken på bestånden varierade (Tabell 1) så varierade även antalet inventerade träd per bestånd. Inventeringen utfördes mellan den 28 juni och 16 november. Datamaterialet som i den här studien representerar lavarnas tillstånd före luckhuggningen är därmed i själva verket inventerat under sommaren och hösten efter luckhuggningen. Lavar utvecklas dock så långsamt att datamaterialet från sommaren och hösten kan användas som en god approximation för tillståndet före luckhuggningen på vårvintern.

De träd som skulle ingå i studien märktes med nummerbrickor och GPS-koordinater. På varje träd inventerades åtta provytor. Positionen på provytorernas övre vänstra hörn bestämdes av spikar som sattes in i träden vid det första inventeringstillfället. Spikarna var belägna på 0,5, 1, 1,5 och 2 meters höjd på både norra och södra sidan av stammen. Storleken på varje provyta var 10×20 cm och dess gränser bestämdes av en ram som hängdes upp på spiken. Ramen hade formen av en stående rektangel och hängdes upp i ett hål i övre vänstra hörnet (Figur 4). När ramen hängdes upp på trädet fixerades den så att den följde stammens längdriktning.

Tre olika moment utfördes vid varje träd: artinventering, fotografering och mätning av krontäckning. I artinventeringen registrerades för varje provyta huruvida levande exemplar av de studerade arterna förekom vid inventeringstillfället eller inte. Tolv epifytiska lavar inventerades: lunglav (*Lobaria pulmonaria*), skrovellav (*Lobaria scrobiculata*), skinnlav (*Leptogium saturninum*), stuplav (*Nephroma bellum*), bårdlav (*N. parile*), luddlav (*N. resupinatum*), knopplav (*Mycobilimbia carneoalbida*), svartbrun knopplav (*M. tetramera*), liten aspgelélav (*Collema curtisporum*), stiftgelélav (*C. furfuraceum*), läderlappslav (*C. nigrescens*) och aspgelélav (*C. subnigrescens*). Gelélavarna noterades endast som släkte eftersom de är svåra att skilja från varandra i fält och exemplar för identifiering i mikroskop inte var lämpligt att ta då det skulle ha påverkat undersökningen. Knopplav och svartbrun knopplav noterades tillsammans som ”knopplavar” eftersom de är lika varandra och ofta förekommer tillsammans. De

¹ Utfördes av min biträdande handledare Jörgen Olsson.

studerade arterna valdes för att de växer på asp och sälg samt är knutna till skogar med höga naturvärden. Alla utom knopplavarna är signalarter (Nitare 2000), skrovellav, lunglav, läderlappsav, stiftgelélav och aspgelélav är rödlistade som nära hotade och liten aspgelélav som sårbar (Gärdenfors m. fl 2015). Inom studieområdet är gelélavarna och skinnlav knutna till asp medan de andra lavarna förekommer på båda trädslagen (Nitare 2000, egen observation).

Åtta fotografier togs vid varje träd, ett på varje provyta. Fotograferingen gjordes med hjälp av ett stativ som monterades på kameran. Stativet hölls mot trädet i höjd med provytan vilket gjorde att avståndet mellan trädstammen och kameran alltid var likvärdigt.

Krontäckningen, som är en indikator för ljusförhållandena vid stammen, uppskattades med hjälp av ett så kallat ”moose horn” (Robinson 1947). Det fungerar på så sätt att när det hålls framför ögat så syns en projektion av det som finns rakt ovanför; i det här fallet krontaket. Inuti instrumentet finns en spegel som vinklar bilden av krontaket 90 grader och över projektionen syns ett rutnät bestående av 4×4 rutor. För att få ett mått på krontäckningen räknades hur många av dessa 16 rutor som var minst till hälften täckta av grenar, barr och blad. Om träden hade fällt sina blad uppskattades hur mycket bladen skulle ha täckt om de suttit kvar. Krontäckningen mättes på så sätt på en skala från 0 till 16 där 0 representerade den minsta krontäckningen och 16 den största. Mätningen gjordes på tre meters avstånd från trädstammen (eftersom solens strålar ofta kommer in mot stammen snett ovanifrån) i fyra olika riktningar: söder, väster, norr och öster. Vid varje träd registrerades således fyra mätningar av krontäckningen. För att underlätta tolkningen av mätningarna räknades de i efterhand om till procent. Eftersom kriteriet, för att en ruta skulle räknas, var att den skulle vara minst till hälften täckt så innebär det att en medräknad ruta kunde motsvara mellan 1/32 till 1/16 krontäckning. Jag antog därför att en ruta i medeltal motsvarade klassmitten 4,69 procents krontäckning, två rutor 9,38 procent och så vidare.

2.4. Inventering 2019

Jag utförde en återinventering mellan den 26 september och 14 oktober 2019 med samma metod som användes vid inventeringen 2011. För att så långt möjligt säkerställa likvärdig inventering kalibrerade jag mig mot Jörgen Olssons metod. Han var med vid en av inventeringslokalerna innan jag började inventera. Några träd hade dött mellan 2011 och 2019, de återinventerades men uteslöts ur de statistiska analyserna. Fyra enskilda provytor på olika träd var tvungna att uteslutas ur studien bland annat på grund av problem att placera ramen på exakt samma ställe som vid första inventeringstillfället.

2.5. Bedömning av täckningsgraden för lunglav

En bedömning av täckningsgraden för lunglav gjordes av mig inomhus efter fältinventeringen genom att studera fotografier tagna 2011 och 2019 (Figur 4). Bedömningen gjordes för varje provyta som i fältinventeringen konstaterats ha förekomst av lunglav. Täckningsgraden angavs i procent och uppskattades med stöd av ett rutnät. Varje ruta utgjorde $6,25 \text{ cm}^2$ av den totalt 200 cm^2 stora provytan. Endast levande exemplar av lunglaven räknades med i täckningsgraden.



Figur 4. Två fotografier av samma provyta tagna med åtta års mellanrum. På just den här ytan har lunglavens täckning ökat från 43 % 2011 (a) till 100 % 2019 (b). Foto: Jörgen Olsson 2011, Maria Michold 2019.

2.6. Statistisk analys

De statistiska analyserna gjordes i programmet Minitab 18 och signifikansnivån sattes till 0,05 i alla test. Lavar på träd som hade dött mellan 2011 och 2019 inkluderades inte i de statistiska analyserna. De förmodades vara påverkade av

förändringar i barken och ljusförhållanden, eftersom majoriteten av dem hade fallit omkull. På några ytor i inventeringen påträffades svårbestämda artexemplar. Dessa benämndes som osäkra observationer och är angivna i tabell 3b. För arter som hade osäkra observationer utfördes flera statistiska test. Detta för att se om testen fick olika utfall beroende på om de osäkra observationerna räknades som förekomster eller icke förekomster.

2.6.1. Analys av krontäckningen

Innan krontäckningen analyserades statistiskt räknades två medelvärden ut för varje träd, ett för 2011 och ett för 2019. Medelvärdet baserades på de fyra mätningarna som hade gjorts vid varje träd. Därefter räknades differensen av medelvärdena ut för varje träd. En negativ differens innebar att krontäckningen minskat vid trädet och en positiv differens att den ökat.

Därefter testades utvecklingen av krontäckningen statistiskt med hjälp av t-test. Först testades förändringens storlek i kontrollerna och luckorna var för sig. Sedan testades ifall det fanns någon skillnad mellan dem. Dels avseende krontäckningens reella förändring, dels avseende krontäckningens förändring relativt utgångsläget 2011.

2.6.2. Analys av artfrekvensen

Artinventeringen analyserades med χ^2 -test för att det var det bästa alternativet för det kategoriska och icke normalfördelade datamaterialet. De lavar som analyserades statistiskt var lunglav, skinnlav, stuplav, bårdlav och knopplavar. De resterande lavarna (skrovellav, gelélavar och luddlav) hade för få observationer (Tabell 3b) för att en statistisk analys skulle vara möjlig.

För att utföra χ^2 -testet räknades till att börja med för varje art skillnaden i antal förekomster mellan 2011 och 2019 ut på trädnivå. Därefter delades datamaterialet upp i tre olika kategorier utifrån typ av respons: träd där laven minskat, ökat, respektive haft oförändrad frekvens av arten båda åren. I kategorin ”oförändrad” lades både träd där arten aldrig påträffades och träd som hade samma antal förekomster av arten båda åren. Med ett χ^2 -test för varje art testades ifall responsen i luckorna var annorlunda än den i kontrollerna. Notera att χ^2 -testet inte gjorde skillnad på ifall laven försvunnit från en eller flera provytor på ett träd. Alla minskningar, små som stora, benämndes som ”minskning” och på samma sätt gjordes inte någon skillnad på hur stora ökningarna var. Med ett större datamaterial hade det dock varit möjligt att sätta olika stora förändringar i olika kategorier. Testet tog heller inte hänsyn till om en lav försvunnit från en provyta och istället tillkommit på en annan provyta på samma träd.

2.6.3. Analys av täckningsgraden för lunglav

Endast de ytor som hade förekomst av lunglav 2011 och/eller 2019 plockades ut för analys av täckningsgrad. För dessa provytor räknades först differensen (täckningsgrad 2019 - täckningsgrad 2011) ut. Därefter räknades medelförändringen ut för varje träd. Förändringen för ett enskilt träd är därmed ett medelvärde av förändringen på de provytor som hade förekomst av lunglav på trädet 2011 och/eller 2019.

Datamaterialet med trädens täckningsförändring blev litet eftersom det var 15 träd i kontroller och 23 träd i luckor som hade förekomst av lunglav. Det var inte normalfördelat och därför användes icke-parametriska test för analyserna. Till att börja med undersöktes förändringen av trädens medelvärden mellan 2011 och 2019 i luckor och kontroller var för sig med ett Wilcoxon-test för enskilda stickprov. Därefter testades ifall det fanns någon skillnad mellan förändringen i luckor och kontroller med ett Mann-Whitney-test.

Datamaterialet med täckning av lunglav bestod, till skillnad från datamaterialet från artinventeringen, av kontinuerliga variabler. Det möjliggjorde en undersökning huruvida det fanns någon korrelation mellan förändringen av täckningsgraden lunglav och krontäckning. Närmare bestämt så undersöktes korrelationen mellan förändringen av täckningsgraden (täckningsgrad 2019- täckningsgrad 2011) hos de enskilda ytorna med lunglav och krontäckningen 2011. Krontäckningen 2011 beräknades som ett medelvärde av de fyra mätningar som gjordes vid respektive träd.

3. Resultat

3.1. Inventeringsresultat

Majoriteten av träden som inventerades 2011 levde 2019. På två av kontrollerna hade ett träd dött och på en kontroll hade fyra träd dött sedan 2011. På den fjärde kontrollen levde alla träd. Det motsvarar en mortalitet på 7,5 % av träden i kontrollbestånden mellan 2011 och 2019. Av de sex träd som dog var det fyra stycken som 2011 var växtplats för minst en av de studerade lavarna. Ett av träden hade då lunglav, ett annat skinnlav och knopplavar och de två andra stuplav. Vid inventeringen 2019 hade lunglav på det döda trädet försvunnit helt medan de andra lavarna fortfarande fanns kvar, delvis i dåligt skick. I luckorna levde alla träd som inventerades 2011 även 2019.

Några av de studerade arterna försvann från en del träd mellan 2011 och 2019, baserat på informationen i provytorna (Tabell 2). Det fanns också träd där det 2019 registrerades arter som inte hade registrerats där 2011 (Tabell 2). Iakttagelserna ger en liten uppfattning om hur lavarnas dynamik i form av avdöende och spridning ser ut. Ett större försök med en totalinventering av träden och faktorer som bålstorlek och avstånd till närmaste spridningskälla hade varit nödvändigt för att ge en bra bild av förhållandena.

Tabell 2. Antal träd där respektive art försvunnit respektive etablerats i provytorna. Antalet försvinnanden av respektive art bör bland annat ses i relation till antalet träd där laven registrerades 2011 (Tabell 3b). Eftersom ingen totalinventering av träden gjordes saknas information om ifall förändringarna innebär faktiska utdöenden och kolonisationer på träden som helhet.

	Kontroller		Luckor	
	Försvinnanden	Etableringar	Försvinnanden	Etableringar
Lunglav	0	0	0	4
Skrovellav	0	0	0	2
Skinnlav	2	3	0	10
Gelélav	1	1	2	3
Stuplav	1	3	1	6
Luddlav	3	2	2	2
Bårdlav	5	0	0	4
Knopplavar	2	3	4	1

Vid studerandet av det insamlade datamaterialet (Tabell 3a) konstateras att antalet inventerade träd och fördelningen mellan sälg och asp varierar kraftigt mellan lokalerna men att det sammanlagda antalet är likvärdigt i luckor och kontroll. I kontrollerna var krontäckningens klassmitt 2011 ungefär dubbelt så hög som i luckorna (Tabell 3a).

Tabell 3. Inventeringsresultat 2011 och 2019. Analyserna grundar sig på värdena som visas i tabellen, i vilken värden från träd som hade dött exkluderas. a) Täckningsgraden av lunglav är angiven som ett medel av täckningen på de ytor som hade förekomst av laven 2011 och/eller 2019. Krontäckningen är angiven med klassmitt (procent). Krontäckningen 2011 är uppmätt efter att luckningarna utfördes. b) För parenteserna är provtyper med förekomst av lav angivna i procent av totala antalet inventerade provtyper. I parenteserna är träd med förekomst av lav angivna i procent av totala antalet inventerade träd. Symbolen (apostrof) betyder "osäker observation". Antalet ' anger hur många osäkra observationer som finns utöver de säkra som angivits med siffror. Observera att de säkra observationerna anges i procent och de osäkra med antal '. Alla osäkra observationer av provtyper innebär inte nödvändigtvis en osäkerhet i hurvida trädet de tillhör har säkra observationer, eftersom också säkra observationer kan förekomma på trädet i fråga.

a.		2006	4848	5655	6323	Alla	1511	3191	4725	6083	Alla
	Lucka	Lucka	Lucka	Lucka	Lucka	luckor	Kontroll	Kontroll	Kontroll	Kontroll	Kontroll
Inventerade träd (antal)	30	15	26	5	76	39	13	15	7	74	
Inventerade salgar (antal)	13	13	3	0	29	13	12	0	4	29	
Inventerade aspar (antal)	17	2	23	5	47	26	1	15	3	45	
Inventerade provtyor (antal)	240	118	207	40	605	312	103	120	56	591	
Krontäckning 2011 (medel av alla mätningar)	19	24	16	30	23	50	46	51	45	48	
Krontäckning 2019 (medel av alla mätningar)	23	26	30	48	32	62	42	49	46	50	
Procentuell täckningsgrad lunglav 2011 (medel)	1	17	12	0	7	5	23	3	15	11	
Procentuell täckningsgrad lunglav 2019 (medel)	2	12	31	0	11	10	39	6	24	20	
b. Ytor (träd) med förekomst av lav											
Lunglav 2011	4 (10)	62 (87)	4 (12)	0 (0)	15 (25)	8 (13)	34 (62)	0,8 (7)	11 (14)	11 (46)	
Lunglav 2019	10 (20)	69 (93)	5 (12)	0 (0)	19 (28)	9 (13)	37 (62)	0,8 (7)	11 (14)	12 (46)	
Skrövellav 2011	10 (20)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	4 (8)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	
Skrövellav 2019	12 (20)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	5 (8)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	
Skinlav 2011	4 (17)	0,8 (7)	1 (4)	0 (0)	2 (9)	4 (13)	7 (8)	18 (47)	0 (0)	7 (18)	
Skinlav 2019	8 (30)	2 (13)	4 (19)	0 (0)	5 (21)	4 (10)	6 (8)	30 (53)	2 (14)	9 (19)	
Gelälav 2011	0 (0)	0 (0)	7 (23)	0 (0)	2 (8)	0,6 (3)	0 (0)	0 (0)	2 (14)	0,5 (3)	
Gelälav 2019	0,8 (7)	0 (0)	7 (19)	0 (0)	3 (9)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	4 (29)	0,3 (3)	
Stuplav 2011	3 (17)	24 (47)	0 (0)	0 (0)	6 (16)	4 (21)	14 (54)	0 (0)	5 (14)	5 (22)	
Stuplav 2019	2 (17)	31 (73)	0,5 (4)	0 (0)	7 (22)	6 (26)	16 (46)	0 (0)	7 (29)	6 (24)	
Luddlav 2011	8 (27)	9 (33)	0 (0)	0 (0)	5 (17)	0,3 (3)	1 (8)	0,8 (7)	2 (14)	0,7 (5)	
Luddlav 2019	12 (23)	9 (40)	0 (0)	0 (0)	7 (17)	0,3 (3)	1 (8)	0,8 (7)	0 (0)	0,5 (4)	
Bårdlav 2011	5 (10)	19 (53)	1 (4)	0 (0)	6 (16)	4 (15)	13 (31)	0 (0)	7 (29)	5 (16)	
Bårdlav 2019	9 (17)	31 (67)	1 (4)	0 (0)	10 (21)	1 (5)	13 (23)	0 (0)	5 (29)	3 (9)	
Knopplav 2011	39 (80)	3 (13)	28 (62)	30 (100)	28 (62)	38 (67)	0 (0)	35 (73)	4 (14)	27 (51)	
Knopplav 2019	37 (70)	3 (13)	28 (62)	38 (100)	27 (58)	40 (67)	0 (0)	31 (67)	7 (43)	28 (53)	

3.2. Resultat av statistisk analys

3.2.1. Krontäckning

Krontäckningen ökade signifikant mellan 2011 och 2019 i både kontroller och luckor (Tabell 4). Förändringen i luckorna var inte signifikant skild från kontrollerna i reella tal (Tabell 4). Däremot var förändringen av krontäckningen relativt utgångsläget 2011 signifikant större i luckor jämfört med kontroller (Tabell 4), eftersom luckorna hade mindre krontäckning från början (Tabell 3a).

Tabell 4. Resultat av t-test för krontäckning. Medelvärde och konfidensintervall är angivna med klassmitt (procent). Differens avser skillnaden mellan medelvärdet av de mätningar som gjordes vid varje träd 2019 och 2011. En positiv differens innebär att krontäckningen ökat. K står för kontroll och L för lucka.

	N	Medel	95 % konfidensintervall	p
Kontroll differens	74	5,2	2,8; 8,0	<0,001
Lucka differens	76	7,5	5,2; 10,3	<0,001
(Reell förändring K)- (Reel förändring L)		-2,3	-5,6; 1,4	0,214
(Relativ förändring K)- (Relativ Förändring L)		-3,0	-4,7;-1,4	<0,001

3.2.2. Artfrekvens

De osäkra observationerna konstaterades utgöra så liten del av det insamlade datamaterialet att de inte påverkade huruvida resultaten av χ^2 -testen var signifikanta eller inte. χ^2 -testen som redovisas här är baserade på de säkra observationerna.

χ^2 -testet visade en signifikant skillnad mellan luckor och kontroller för lunglav och bårdlav beträffande förändringen av artfrekvensen på trädnivå (Tabell 5). Frekvensen i det här fallet är antalet provytor med förekomst av arten i fråga. För lunglavens del var det den nästan tre gånger större ökningen i luckorna jämfört med i kontrollerna som utgjorde skillnaden. För bårdlavens del var det minskningen i kontrollerna i kontrast mot ökningen i luckorna som utgjorde den signifikanta skillnaden. För de resterande arterna (skinnlav, stuplav och knopplavar) visade χ^2 -testet inte någon signifikant skillnad mellan lucka och kontroll.

Tabell 5. Resultat av χ^2 -test för skillnad mellan lucka och kontroll med avseende på förändring av artfrekvens på trädnivå. Minskning står för antal träd med minskning, Ökning för antal träd med ökning och Oförändrad för antal träd där frekvensen av laven var densamma båda åren. (N lucka= 74, N kontroll= 76)

			Minskning		Ökning		Oförändrad	
	χ^2	p	Kontroll	Lucka	Kontroll	Lucka	Kontroll	Lucka
Lunglav	4,6	0,032	0	0	5	14	69	62
Skinnlav	2,0	0,375	3	4	8	14	63	58
Stuplav	1,3	0,534	1	3	7	9	66	64
Bårdlav	9,8	0,007	7	1	2	10	65	65
Knopplavar	3,5	0,175	6	14	14	12	54	50

När χ^2 -testet användes gjordes ett avsteg från antagandet att lavarna på de olika träden skulle vara oberoende av varandra. För lunglav och bårdlav, vilka visade signifikanta förändringar i χ^2 -testet, kontrollerades därför om det var legitimt att använda testet för att hävda att en förändring skett, trots det eventuella beroendet mellan lavar i samma lokal. Kontrollen gjordes genom att för varje lokal räkna ut ett medelvärde för respektive lavs frekvensförändring på träden. För laven i fråga jämfördes sedan om medelvärdena för de olika lokalerna gav upphov till samma resultat som analysen av de enskilda träden gjorde i χ^2 -testet. Varken för lunglav eller bårdlav var det någon lokal som var avvikande, alla lokaler bidrog ungefär lika mycket till resultatet. Därför drogs slutsatsen att det inte spelade någon roll för resultatet ifall det fanns beroenden mellan träden.

3.2.3. Täckning av lunglav

Resultatet av Wilcoxon-testet för täckningen av lunglav visade olika resultat för kontrollerna och luckorna (Tabell 6). I kontrollerna ökade täckningen av lunglav signifikant, men i luckorna kunde inte analysen styrka att det skett någon signifikant förändring av den (Tabell 6). Resultatet från Mann-Whitney-testet (Tabell 7) visade att det fanns en signifikant skillnad mellan förändringen i kontrollerna och förändringen i luckorna.

Tabell 6. Resultat av Wilcoxon-testerna för täckningsgraden lunglav. Förändringen är differensen mellan lunglavs täckningsgrad 2019 och 2011, angiven i procentenheter.

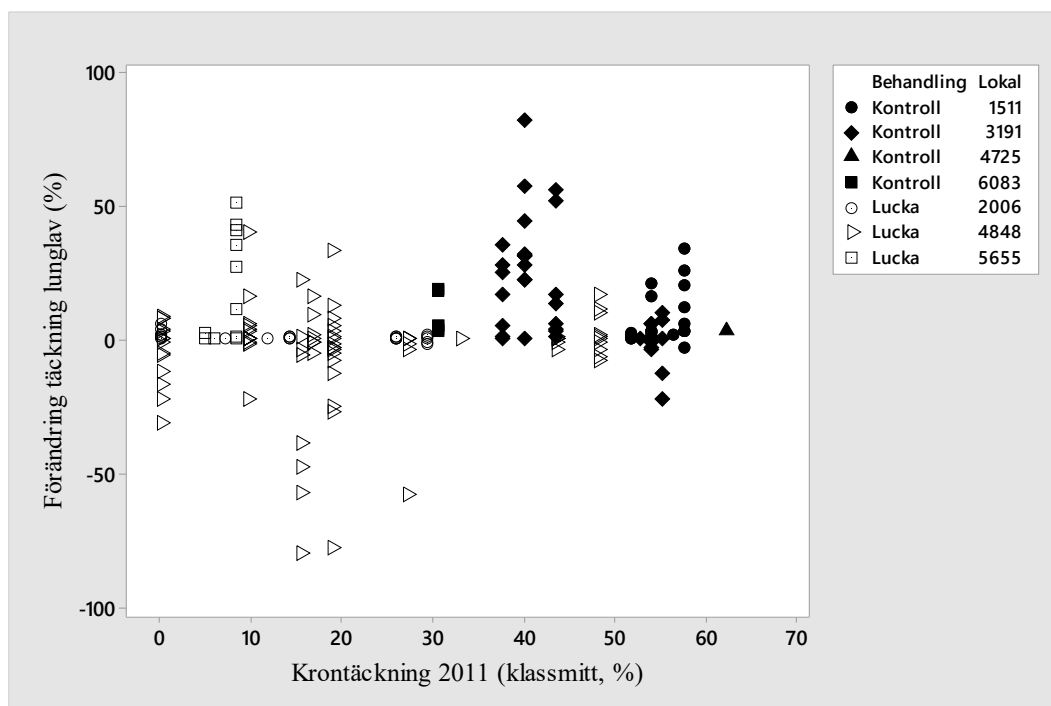
	N	Median	95 % konfidensintervall	p
Kontroll täckningsförändring	15	7,0	1,4; 16,5	0,009
Lucka täckningsförändring	23	0,3	-4,0; 2,1	0,399

Tabell 7. Resultat av Mann-Whitney-testet för täckningsgraden lunglav. K står för kontroll, L för lucka, 19 för täckningen 2019 och 11 för täckningen 2011.

	N kontroll	N lucka	Skillnad	95 % konf. intervall	p
$(K_{19}-K_{11}) - (L_{19}-L_{11})$	15	23	5,9	0,5; 14,5	0,013

3.2.4. Korrelation mellan lunglav och krontäckning

Korrelationen mellan krontäckning och förändringen av täckningsgraden lunglav var 0,16 (Figur 5). När istället korrelationen mellan förändringen av täckningsgraden lunglav och krontäckningen i luckor respektive kontroller undersöktes var för sig var den negativ, -0,04 för luckor och -0,39 för kontroller. Korrelationerna var med andra ord svaga och dessutom motsatta beroende på om krontäckningen som helhet eller krontäckningen i lucka och kontroll undersöktes var för sig. Med ökad krontäckning sågs en svag trend mot ökad täckning av lunglaven. När luckorna och kontrollerna studerades var för sig sågs en svag trend mot minskad täckning av laven med ökad krontäckning. Den största ökningen av lunglav skedde på kontroll nummer 3191 och den största minskningen på luckhuggning nummer 4848 (Figur 5). Det ser ut som om att det är dessa två lokaler som bidrar mest till trenderna.



Figur 5. Förändring i täckning av lunglav mellan 2011 och 2019 som funktion av krontäckning 2011. Funktionen visas för alla ytor som hade lunglav 2011 eller 2019. Positiva värden på y-axeln representerar en ökning och negativa en minskning av täckningen lav. Förändringen av lunglaven visas i procentenheter. Krontäckningen 2011 är presenterad som ett medelvärde av de fyra mätningar som gjordes vid varje träd.

3.3. Lavar analyserade utan statistisk metod

De resterande lavarna uppvisar även de en del mönster om än ej möjliga att statistiskt säkerställa på grund av för få observationer (Tabell 3b). Hos gelélavarna sågs bara små förändringar men antalet observationer var få och koncentrerade till ett fåtal lokaler. Beträffande luddlav så ökade förekomsterna i luckorna men i kontrollerna var observationerna för få för att kunna uttala sig om utvecklingen. Skrovellav ökade med några förekomster på den enda lokal där den fanns, vilket var en, inom studieområdet, nordvästligt belägen luckhuggning.

4. Diskussion

Mina resultat visar att frekvensen av lunglav och bårdlav gynnats av luckhuggning med friställning av asp och sälg. Det finns inte något stöd för att frekvensen av knopplav och svartbrun knopplav som grupp, stuplav eller skinnlav påverkats av åtgärden. Täckningen av lunglav ökade i kontrollerna men inte i luckorna vilket kan tolkas som att tillväxten hämmats i luckorna. Styrkan i resultatet för täckningen i luckorna kan dock ifrågasättas. Det fanns endast en svag korrelation mellan krontäckning och förändringen av täckningen lunglav. Det blev lika mycket mörkare i luckor och kontroller under åren 2011-2019, men relativt utgångsläget 2011 blev det mörkare i luckorna än i kontrollerna. En styrka med studien är att den inkluderar kontroller och att lavarna inventerades på samma träd vid två tillfällen: det första motsvarande tillståndet före luckhuggning och det andra åtta år efter luckhuggning.

4.1. Respons hos lavarna

Frekvensökningen av lunglav är så vitt jag vet den första som observerats efter just luckhuggning. Resultatet är i linje med tidigare studier som undersökt hur lunglav påverkas av ökad ljusstillgång till följd av skogsskötselåtgärder (Coxson & Stevenson 2007b; Gauslaa m.fl. 2006; Gustafsson m.fl. 2013; Renhorn m.fl. 1996). Coxson & Stevenson (2007a) visade dessutom att lunglav växte bättre under större luckor i krontaket som fanns i äldre skog än i mindre som fanns i yngre skog. Däremot visade Edman m.fl. (2007) i motsats till mitt resultat en negativ påverkan (låg abundans och fertilitet) på lunglav i skog med hög ljusstillgång men träden i de ljusare skogarna hade lägre diameter än de i mörka skogar och eftersom traddiametern också har betydelse för lunglav är det svårt att särskilja effekterna av ljus och trädens grovlek i deras studie (Öckinger m.fl. 2005).

Det är förvånande att huggningen inte var positiv för tillväxten av lunglav eftersom frekvensen ökade av luckhuggningen. En avvägning mellan reproduktion och tillväxt har observerats hos lunglav (Gauslaa 2006), men det finns inget som tyder på att ökad ljusstillgång skulle gynna enbart reproduktionen av lunglav. Tidigare studier av tillväxten har visat ökad tillväxt med ökad ljusstillgång (Coxson & Stevenson 2007a; Coxson & Stevenson 2007b; Gauslaa m.fl. 2006; Renhorn

m.fl. 1996). Alltför mycket ljus, speciellt i kombination med torka, skadar visserligen lunglaven (Gauslaa m.fl. 2012). En möjlig förklaring till mitt resultat är därför att lunglaven gynnades av luckhuggning och etablerade sig så länge vädret var stabilt, men att abundansen i luckorna sedan missgynnades av torka sommaren 2018 som var ett ovanligt varmt år (SMHI 2018). Det är möjligt att de unga bålarna i så fall överlevde torkan. Även om små bålar klarar hög ljusexponering sämre än stora bålar så visar åtminstone en studie att de kan gynnas av förhållanden i kantzoner mellan selektivt avverkad och sluten skog (Coxson & Stevenson 2007b). Det är viktigt att poängtera att resultatet för täckningen av lunglav till stor del beror på en lokal (4848) i min studie varför styrkan i det kan ifrågasättas och jag vill därför understryka att man inte bör lägga så stor vikt vid just det här resultatet.

Lokal 4848 var den enda lokalen i vilken laven i medeltal minskade. På de andra lokalerna där lunglav förekom så ökade täckningen i medeltal. Lokal 4848 bidrog mycket till resultatet eftersom den hade störst andel träd med lunglav. Utifrån fotografierna från lokalen kan jag inte se någon speciell anledning till minskningen. Det vanligaste som hänt är att stora bålar ersatts av få små och att stora delar av laven är borta, resterande lav är brunaktig eller torr. En del hänger i remsor, som att de dött och rivits av när delar av dem fallit från stammen. Hälften av minskningarna har skett på södersidan och hälften på norrsidan av stammen. Om lunglav ser ut så när den dör av ålderdom, torka eller någonting annat är svårt att säga. Lokal 4848 har endast en yta med 100 procents täckning och få ytor med hög täckning av lunglav. Att lunglaven inte skulle ha kunnat öka på grund av att täckningen redan var hög 2011 är alltså inte fallet. Lokal 4848 skiljer sig inte heller nämnvärt från de andra luckhuggningarna med avseende på krontäckning eller trädslagsblandning. Den har däremot större lutning än de andra luckhuggningarna. Eftersom beståndet sluttar mot söder kan en möjlig förklaring till minskningen vara att bålarna hade tillräckligt mycket ljus redan innan luckhuggningen här. Luckhuggningen kan möjligen ha lett till att alltför mycket ljus skadat bålarna, men det är i så fall svårt att förstå varför inte fler än hälften av minskningarna skedde på södersidan av stammen.

Den låga korrelationen mellan tillväxt av lunglav och krontäckning var oväntad eftersom tidigare studier visat ökad tillväxt med ökad ljustillgång (Coxson & Stevenson 2007a; Coxson & Stevenson 2007b; Gauslaa m.fl. 2006; Renhorn m.fl. 1996). Jag har ovan gett en möjlig förklaring till varför luckhuggningen inte var positiv för tillväxten av lunglav. Därutöver tror jag att den låga korrelationen beror på att krontäckning är en dålig mätmetod för ljus vid enskilda provytor. Infallande ljus mot stammen hade varit ett bättre mått. Det är rimligt att anta att mängden ljus en stam får på sig i en lucka bland annat beror på om den står i norra eller södra kanten eller i mitten av luckan och det fångas inte upp av krontäckningen. Krontäckningen är ett medelvärde av mätningar i fyra olika väderstreck medan tillväxten av lav är uppmätt på en provyta belägen på 0,5, 1, 1,5 eller 2 meters höjd

på antingen norra eller södra sidan av stammen. Anledningen till att inte krontäckningen redovisades som ett enskilt värde uppmätt i samma väderstreck som lavens placering är att krontäckning är ett så grovt mått att medelvärdet av flera mätningar förmodades ge en bättre uppskattning av de faktiska förhållandena än en enskild mätning. Till sist så hade det varit bra om krontäckningen hade mätts även innan luckhuggningen. Då hade förändringen av krontäckningen kunnat användas som förklaringsvariabel för förändringen av täckningen lunglav.

Det har hittills forskats väldigt lite på hur bårdlav och stuplav påverkas av ökade ljusförhållanden. Märk att bårdlav och stuplav reagerade olika på luckhuggningen, frekvensökning respektive ingen påverkan på frekvens, trots att de tillhör samma släkte. Det är svårt att dra några slutsatser om mitt resultats rimlighet eftersom det inte finns några helt jämförbara studier. En liknande studie av Mikhailova m.fl. (2005) visar en mycket svag negativ korrelation mellan förekomst av bårdlav och solinstrålning. Den studien utfördes dock med liten variation i solinstrålning och förekomsterna speglade snarare solinstrålningen när lavarna etablerades än den uppmätta solinstrålningen, varför en jämförelse med min studie är svår att göra. Mitt resultat för bårdlav och stuplav sticker i varje fall inte ut i jämförelse med mina andra studerade arter. Resultaten är väldigt intressanta eftersom studien är unik i sitt slag, samtidigt krävs fler studier för att få reda på om mitt resultat är applicerbart även i områden med andra klimatförhållanden.

Skinnlav har även i tidigare studier klarat friställning bra. När effekten av selektiv gallring (då hälften av beståndsvolymen avverkades) undersöktes i Norrbotten av Hedenås och Ericson (2003) fann man ingen signifikant tillväxtminskning hos skinnlav efter fyra år. Hedenås och Hedström (2007) visade till och med att täckningen av vitala bålar var högre i bestånd 9-24 år efter slutavverkning än i sluten skog och allra högst var den på norra sidan av stammen. Med tanke på att skinnlav i Hedenås och Hedström (2007) gynnades av hyggen skulle arten möjligen ha gynnats om luckorna hade varit större. Både Hedenås och Ericson (2003) och Hedenås och Hedström (2007) undersökte dock täckning av skinnlav medan jag undersökte frekvens, varför studierna egentligen inte är direkt jämförbara.

Frekvensen av knopplavarna påverkades inte av luckhuggningen. Hedenås och Ericson (2003) och Hedenås och Hedström (2007) har tidigare studerat hur knopplav reagerar på ökade ljusförhållanden. De visade att skorplavar med grönalger (till exempel knopplav) klarar friställning sämre än bladlavar med cyanobakterier (till exempel skinnlav). Det kan tyckas motsäga mitt resultat men jag har undersökt frekvens och de tillväxt. Dessutom var friställningen i Hedenås och Hedströms studie (2007) mycket större än i min.

Det är givetvis beklagligt att luddlav, gelélavar och skrovellav hittades i så liten mängd att de inte gick att analysera.

4.2. Ljusförhållanden

Det blev lika mycket mörkare (lika stor ökning av krontäckning) i luckorna som i kontrollerna under studieperioden. Det känns logiskt, ett resultat av att träden vuxit och skogen blivit tätare, och är en insikt som underlättar tolkningen av studien. Hade det till exempel blivit ljusare i kontrollerna på grund av att träd blåst omkull hade det skapat funderingar kring om kontrollerna verkligen fungerat som kontroller. Relativt utgångsläget blev det mörkare i luckorna än i kontrollerna vilket verkar rimligt, i kontrollerna fanns fler träd men de kunde troligen inte växa samman så mycket tätare än de redan gjort innan studien startade. Träden i luckorna som mätningen av krontäckning skedde kring har givetvis fått en tillväxtskjuts av att ha blivit frihuggna. Jag vill poängtera att lavarnas reaktion på luckhuggningen säkert beror av hur tät skogen var innan luckhuggningen vilket bör tas i beaktande om restaureringsåtgärden ska utföras på andra platser.

Det finns en liten risk att resultatet för ljuset har påverkats av mätfel. Jag och Jörgen Olsson (som utförde inventeringen 2011) kalibrerade visserligen våra mätningar mot varandra, men en sådan kalibrering skulle i den bästa av världar ha gjorts varje dag och inte bara vid ett tillfälle. Dessutom besöktes bestånden under olika perioder 2011 (28 juni- 16 november) och 2019 (26 september-14 oktober). Även om trädens blad inte fälls exakt samma tid varje år så hade det varit en fördel om bestånden hade besökts samma datum. Det är inte helt lätt att uppskatta täckningen av blad som fallit av grenarna. Eftersom inventeringsperioden 2019 var ungefär i mitten av perioden 2011 hoppas jag att mätfel på grund av årstid jämnat ut sig.

4.3. Motivering av analysmetoder

Det finns många faktorer som kan ha påverkat resultatet men som jag inte har analyserat. Till exempel så har jag inte testat statistiskt huruvida mortaliteten av asp och sälg i kontrollerna var större än i luckorna. Det går ändå att spekulera i om luckhuggning faktiskt gynnat asp och sälg, mortaliteten i kontrollerna skulle kunna bero på att de där blivit utkonkurrerade av andra träd. Ämnet är intressant för en annan studie, den här studien fokuserade på huruvida lavar på träden, inte själva träden, påverkades av luckhuggning. Det går att diskutera om jag gjorde rätt i att utesluta döda träd från kontrollerna. Om träden dog för att de stod i en kontroll gjorde jag fel men om de dog av andra skäl gjorde jag rätt för i så fall var de inte representativa som kontrollträd. Anledningen till att jag uteslöt dem var att jag bedömde att de hade dött av andra skäl. Det var endast sex träd som dött under tiden mellan inventeringarna och majoriteten av dem var koncentrerade till en lokal.

Provytornas fördelning på asp och sälg, norr- och söderläge samt höjd över marken noterades vid inventeringen men ingen skillnad på variablerna gjordes i analysen. Det berodde på tidsbrist i kombination med en insikt om att det redan lilla datamaterialet skulle bli ännu mindre om det delades upp, vilket skulle försvåra analyserna. Det skulle givetvis ha varit intressant att undersöka även dessa variablers inverkan på lavarna i en större studie. Med mer tid till förfogande skulle jag liksom för lunglaven också för de andra lavarna ha undersökt hur tillväxten påverkades av luckhuggningen. Lavarnas vitalitet och fertilitet hade också varit intressant att undersöka.

4.4. Slutsats

Den här studien visar att luckhuggning med friställning av sälg och asp i ett åttaårigt perspektiv är gynnsam för frekvensen av lunglav och bårdlav medan frekvensen av skinnlav, knopplavar och stuplav inte påverkas. Luckhuggningen skulle kunna vara en metod att rekommendera om målet är att ta ut virke ur skogar med höga naturvärden utan att orsaka minskning i frekvens hos de studerade lavarna. Effekter för andra organismer bör också tas i beaktande vid utvärdering av luckhuggningen. Man har till exempel visat att vedlevande arter gynnas om avverkade träd lämnas som död ved (Hjältén m.fl. 2017). Min studie indikerar att frekvens och tillväxt av de studerade lavarna kan påverkas på olika sätt av luckhuggning, vilket ger insikt om att det är viktigt att mäta fler faktorer än frekvens för att kunna påvisa vilken påverkan luckhuggning har på de studerade lavarna. En större studie är därför nödvändig för att öka kunskapen i ämnet. Det är möjligt att lavarna reagerar annorlunda i andra klimatförhållanden.

Vidare studier behövs också för att utvärdera hur luckhuggning påverkar lavarna på längre sikt. Det är möjligt att en föryngring av träd så småningom växer upp i luckorna och skapar ett annorlunda mikroklimat genom att skugga stammarna. Dessutom behöver nya aspar och sälgar växa upp och hinna bli grovbarkiga innan de nuvarande värdräden dör för att lavarna skall kunna fortleva.

Referenser

- Ackemo, J. (2018). *Naturlig trädförnygring och epifytiska hänglavar 10 år efter en avverkning i schakruteform*. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för skogens biomaterial och teknologi/ Jägmästarprogrammet. (Rapport från skogens biomaterial och teknologi 2018:2)
- Arnborg, T. (1990). Forest types of northern Sweden: Introduction to and translation of "Det nordsvenska skogstypsschemat". *Vegetatio* 90, 1-13.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. and Weslien, J. (1994). Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation biology*, 8, 718-731.
- Bergquist, J., Kalén, C., Berglund, H. (2011). *Hjortdjurens inverkan på tillväxt av produktionsträd och rekrytering av betesbegärliga trädslag- problembeskrivning, orsaker och förslag till åtgärder*. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag. Rapport 9, 2011.
- Coxson, D. S., Stevenson, S. K. (2007a). Growth rate of *Lobaria pulmonaria* to canopy structure in even- aged and old- growth cedar- hemlock forests of central- interior British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management* 242, 5-16.
- Coxson, D. S., Stevenson, S. K. (2007b). Influence of high-contrast and low-contrast forest edges on growth rates of *Lobaria pulmonaria* in the inland rainforest, British Columbia. *Forest ecology and management* 253, 103-111.
- Edenius, L., Bergman, M., Ericsson, G., Danell, K. (2002). The role of moose as a disturbance factor in managed boreal forests. *Silva Fennica* 36, 57-67.
- Edman, M., Eriksson, A. M., Villard, M. A. (2007). Effects of selection cutting on the abundance and fertility of indicator lichens *Lobaria pulmonaria* and *Lobaria quercizans*. *Journal of Applied Ecology* 45, 26-33.
- Enander, K.-G. (2002). Framväxten av en skoglig miljöpolitik. I: Skogshistoriska sällskapets årsskrift. 98-119.
- Esseen, P. A., Ehnström, B., Ericson, L., Sjöberg, K. (1997). Boreal forests. *Ecological bulletins* 46, 16-47.
- FSC. (2010). *Svensk skogsbruksstandard enligt FSC med SLIMF- indikatorer*. Svenska FSC, Uppsala. Tillgänglig: <https://se.fsc.org/preview.svensk-skogsbruksstandard-fsc.a-771.pdf> [2019-12-11]
- Gaio- Oliveira, G., Dahlman L., Maguas C, Palmqvist, K. (2004). Growth in relation to microclimate conditions and physiological characteristics of four *Lobaria pulmonaria* populations in two contrasting habitats. *Ecography* 27, 13-28.
- Gauslaa, Y. (2006). Trade-off between reproduction and growth in the foliose old forest lichen *Lobaria pulmonaria*. *Basic and Applied Ecology*, 7, 455-460.

- Gauslaa, Y., Lie, M., Solhaug, K. A., Ohlson, M. (2006). Growth and ecophysiological acclimation of the foliose lichen *Lobaria pulmonaria* in forests with contrasting light climates. *Oecologia*, 147, 406.
- Gauslaa, Y., Coxson, D. S., Solhaug, K. A. (2012). The paradox of higher light tolerance during desiccation in rare old forest cyanolichens than in more widespread co-occurring chloro-and cephalolichens. *New Phytologist*, 195, 812-822.
- Green, T.G.A., Büdel, B., Heber, U., Meyer, A., Zellner, H., Lange, O.L. (1993). Differences in photosynthetic performance between cyanobacterial and green-algal components of lichen photosymbiodemes measured in the field. *New Phytologist* 125, 723–731.
- Green, T. G. A., Lange, O. L. (1994). Photosynthesis in Poikilohydric Plants: A Comparison of Lichens and Bryophytes. I: Schulze E-D, Caldwell M. M. *Ecophysiology of photosynthesis*. Berlin: Springer. s. 319- 341.
- Gustafsson, L., Fedrowitz, K., Hazell, P. (2013). Survival and vitality of a macrolichen 14 years after transplantation on aspen trees retained at clearcutting. *Forest Ecology and Management* 291, 436-441.
- Gärdenfors, U., Tranvik, L., Sjödin Skarp, L., Croneborg, H. (2015). *Rödlistade arter i Sverige 2015*. Uppsala: Artdatabanken SLU. Tillgänglig: https://pub.epsilon.slu.se/12339/1/Rödlistan_2015.pdf [2019-12-11]
- Hedenås, H. Ericson, L. (2003). Response of epiphytic lichens on *Populus tremula* in a selective cutting experiment. *Ecological Applications* 13, 1124-1134.
- Hedenås, H., Hedström, P. (2007). Conservation of epiphytic lichens: Significance of remnant aspen (*Populus tremula*) trees in clear- cuts. *Biological Conservation* 135, 388-395.
- Hellberg, E., Hörnberg, G., Östlund, L., Zackrisson, O. (2003). Vegetation dynamics and disturbance history in three deciduous forests in boreal Sweden. *Journal of vegetation science* 14, 267-276.
- Hjältén, J., Hägglund, R., Löfroth, T., Roberge, J. M., Dynesius, M., Olsson, J. (2017). Forest restoration by burning and gap cutting of voluntary set-asides yield distinct immediate effects on saproxylic beetles. *Biodiversity and Conservation*, 26, 1623-1640.
- Jalonen, J., Vanha-Majamaa, I. (2001). Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 146, 25-34.
- Koivula, M., Niemelä, J. (2003). Gap felling as a forest harvesting method in boreal forests: responses of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Ecography*, 26, 179-187.
- Kuuluvainen, T., Aakala, T. (2011). Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica* 45, 823-841.
- Kuusinen, M. (1996). Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. *Lichenologist* 28, 443-463.
- Lankia, H., Wallenius, T., Várkonyi, G., Kouki, J., Snäll, T. (2012). Forest fire history, aspen and goat willow in a Fennoscandian old-growth landscape: are current population structures a legacy of historical fires? *Journal of Vegetation Science*, 23, 1159-1169.
- Linder, P., Elfving, B., Zackrisson, O. (1997). Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98, 17-33.

- Lundström, J., Jonsson, F., Perhans, K., Gustafsson, L. (2013). Lichen species richness on retained aspens increases with time since clear-cutting. *Forest Ecology and management* 293, 49-56.
- Matveinen-Huju, K., Koivula, M. (2008). Effects of alternative harvesting methods on boreal forest spider assemblages. *Canadian journal of forest research*, 38, 782-794.
- Mikhailova, I., Trubina, M., Vorobeichik, E., Scheidegger, C. (2005). Influence of environmental factors on the local-scale distribution of cyanobacterial lichens: case study in the North Urals, Russia. *Folia Cryptogamica Estonica* 41, 45-54.
- Niklasson, M. & Granström, A. (2000). Number and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*, 81, 1484-1499.
- Nilsson, M. (2005). *Naturvårdsbränning- Vägledning för brand och bränning i skyddad skog*. Stockholm: Naturvårdsverket. Rapport 5438.
- Nitare, J. (2000). *Signalarter: indikatorer på skyddsvärd skog: flora över kryptogamer*. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag.
- Nitare, J. (2019). *Skyddsvärd skog- Naturvårdsarter och andra kriterier för naturvärdesbedömning*. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag.
- Näringsdepartementet (2018). *Strategi för Sveriges nationella skogsprogram*. Stockholm: Regeringskansliet. Tillgänglig: https://www.regeringen.se/49bad6/contentassets/34817820fe074cb9aeff084815bd3a9f/20180524_hela.pdf [2020-01-14]
- Renhorn, K. E., Esseen, P. A., Palmqvist, K., Sundberg, B. (1996). Growth and vitality of epiphytic lichens. *Oecologia*, 109, 1-9.
- Robinson, M. W. (1947). An instrument to measure forest crown cover. *Forest Chronicles* 23, 222-225.
- Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J., Siitonen, J. (2003). Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. *Forest Ecology and Management*, 172, 339-353.
- SMHI. (2018). Sommaren 2018- extremt varm och solig. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/arets-vader/sommaren-2018-extremt-varm-och-solig-1.138134> [2020-01-17]
- Vanha-Majamaa, I., Shorohova, E., Kushnevskaya, H., Jalonen, J. (2017). Resilience of understory vegetation after variable retention felling in boreal Norway spruce forests– A ten-year perspective. *Forest Ecology and management* 393, 12-28.
- Witzell, J. (2017). Knäckesjuka I: Fries, C. *Skogsskötselserien nr 12, Skador på skog, del 2*. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/bruks-skog/skogsskador/skogsskotselserien---skador-pa-skog.pdf> [2020-03-09]
- Öckinger, E., Niklasson, M., Nilsson, S. G. (2005). Is local distribution of the epiphytic lichen *Lobaria pulmonaria* limited by dispersal capacity or habitat quality? *Biodiversity & Conservation* 14, 759-773.

Tack

Jag vill rikta ett varmt tack till alla som hjälpt mig med det här arbetet.

Först och främst vill jag tacka min handledare Jörgen Sjögren för positiv energi och konstruktiv kritik. Hilda Edlund, ditt stora engagemang för statistik är guld värt för en rådfrågande student. Tack till Jörgen Olsson och Pelagia Nature & Environment AB för ett gott samarbete. Holmen Skog har bidragit till studien genom att upplåta mark för forskningsprojektet och utföra luckhuggningarna. Fältarbetet möjliggjordes genom stipendium från fonden till Tor Jonssons minne.

Umeå, mars 2020

Maria Michold

Latest issue number in our series Examensarbete/Master's thesis

- 2019:11 Effect of variant ovarian fluid on sperm performance and egg fertilization rates of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.)
Author: Lwabanya Mabo
- 2019:12 Pedigree reconstruction reveals large scale movement patterns and population dynamics of wolverines (*Gulo gulo*) across Fennoscandia
Author: Stephanie Higgins
- 2019:13 Community structure of polyporous fungi after wildfire in boreal forest
Author: Isak Vahlström
- 2019:14 Population ecology of golden eagles (*Aquila chrysaetos*) using remote cameras
Author: Andressa L. A. Dahlén
- 2019:15 Variations in nutritional content of key ungulate browse species in Sweden
Author: Leonardo Capoani
- 2019:16 Assessing trust in the Swedish survey system for large carnivores among stakeholders
Author: Philip Öhrman
- 2019:17 Beavers and environmental flow – the contribution of beaver dams to flood and drought prevention
Author: Wali Uz Zaman
- 2019:18 Using camera traps to identify the influence of seasonal climate variations on the passage rates of a multi-species ungulate community in Öster Malma, Sweden
Author: Nicholas Varley
- 2019:19 Habitat selection in moose and roe deer – A third order comparison
Habitatval hos älg och rådjur – En jämförelse av tredje
Author: Irene Hjort
- 2019:20 Spatial and temporal variability in grassland structure associated with different densities of the white rhinoceros (*Ceratotherium simum*) in a South African savannah
Author: Emilia Malmström
- 2020:1 Lavspridning på hyggesbrända hyggen - Artificial spread of lichen on slash burns
Author: David Persson
- 2020:2 Orkidéer och förekomst av död ved i Jämtländska kalkbarrskogar - Orchids and presence of dead wood in calcareous conifer forests in Jämtland
Författare: Linnea Edwang Stridbo
- 2020:3 Movement ecology of ungulate communities – effect of species densities and habitat selection
Author: Linda Zetterkvist